

EFICIENCIA DE RIZOBACTERIAS DE *Scirpus californicus* Y *Typha dominguensis* EN LA REDUCCIÓN DE DQO DE AGUAS RESIDUALES BAJO CONDICIONES DE LABORATORIO

Efficiency of rhizobacteria of *Scirpus californicus* and *Typha dominguensis* in the reduction of wastewater COD under laboratory conditions

Sandra Maite MASIAS-FLORES¹, Gabriela Olenka GRANADA-CRUZ¹
y Verónica Isela VERA-MARMANILLO^{2*}

¹ Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Universidad Andina del Cusco, Urb. Ingeniería Larapa Grande A-7, Cusco, C.P. 08006, Cusco, Perú.

² Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco. Av. de la Cultura 773, Cusco, C.P. 08003, Cusco, Perú.

*Autora para correspondencia: veronika.vera@unsaac.edu.pe

(Recibido: mayo 2023; aceptado: abril 2024)

Palabras clave: materia orgánica, efluentes urbanos, biorremediación, rizósfera de macrófitas.

RESUMEN

Las aguas residuales constituyen uno de los principales problemas ambientales en Cusco, Perú, alterando considerablemente la calidad de los recursos hídricos, especialmente debido a la presencia de materia orgánica como principal contaminante. El tratamiento insuficiente de estos efluentes, debido a la incapacidad de las empresas prestadoras de servicios de saneamiento para alcanzar a toda la población, subraya la necesidad de adoptar tecnologías limpias y eficientes que empleen bioagentes, conocidos por su capacidad altamente efectiva para degradar contaminantes. Este estudio se enfoca en evaluar la reducción de la demanda química de oxígeno (DQO) mediante la acción de rizobacterias provenientes de *Scirpus californicus* y *Typha dominguensis* en aguas residuales urbanas. Dichas bacterias fueron extraídas de la rizósfera de ambas especies de totora, procedentes del humedal Lucre-Huacarpay y se cultivaron por separado en agua residual proveniente de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) San Jerónimo - Cusco, obtenida después del proceso de cribado. El estudio evaluó tres variables: la dosis (1 % v/v y 2 % v/v), el tiempo de incubación (3 y 5 días) y la temperatura (20 °C y 30 °C). Los resultados revelaron una reducción de la DQO entre el 15 % y el 51 % con las rizobacterias de *Typha dominguensis*, y entre el 18 % y el 49.58 % con las de *Scirpus californicus*. Los valores más significativos de reducción de la DQO se observaron con una dosis del 1 % (v/v), durante cinco días de incubación a 20 °C. En conclusión, las rizobacterias aisladas demostraron una remoción considerable de la DQO y se recomienda su integración en un sistema de tratamiento de aguas residuales como componente clave.

Key words: Organic matter, urban effluents, bioremediation, macrophyte rhizosphere.

ABSTRACT

Wastewater constitutes one of the main environmental problems in Cusco, Peru, considerably altering the quality of water resources, primarily due to organic matter being the

primary contaminant. Due to the inability of companies providing sanitation services to reach the entire population, the insufficient treatment of these effluents highlights the need to adopt clean and efficient technologies that use bioagents, known for their highly effective capacity to degrade pollutants. This study evaluates the reduction of chemical oxygen demand (COD) through the action of rhizobacteria from *Scirpus californicus* and *Typha dominguensis* in urban wastewater. These bacteria were extracted from the rhizosphere of both reed species from the Lucre-Huacarpay wetland and were grown separately in wastewater from the San Jerónimo - Cusco Wastewater Treatment Plant (WWTP), obtained after the screening. The study evaluated three variables: dose (1% v/v and 2% v/v), incubation time (3 and 5 days) and temperature (20 °C and 30 °C). The results revealed a COD reduction between 15% and 51% with *Typha dominguensis* rhizobacteria and 18% and 49.58% with *Scirpus californicus*. The most significant COD reduction values were observed with a dose of 1% (v/v) during five days of incubation at 20 °C. In conclusion, the isolated rhizobacteria demonstrated considerable COD removal, and their integration into a wastewater treatment system is recommended as a key component.

INTRODUCCIÓN

Mundialmente, más del 80 % de las aguas residuales de diversas fuentes se vierten al ambiente sin tratamiento previo, generando efectos adversos en la salud, el ambiente y la economía (WWAP 2017). En el Perú, la insuficiente gestión de las aguas residuales domésticas constituye la principal causa de contaminación hídrica. La Autoridad Nacional del Agua (ANA) ha identificado 41 unidades hidrográficas cuyos parámetros exceden los estándares de calidad del agua (Aquino y DAR 2017). Según el Instituto Nacional de Estadística e Informática (INEI) en el Anuario de Estadísticas Ambientales, las descargas de efluentes residuales domésticos sin tratamiento hasta el 2021 alcanzaron 255 164 326 m³ (INEI 2022). En la ciudad del Cusco, la contaminación directa del río Huatanay debido al tratamiento insuficiente de aguas residuales agrava la pérdida de recursos hídricos. Conforme al informe de la Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento (SUNASS) del 2019, la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales San Jerónimo procesa el 85 % de las aguas residuales generadas, mientras que el 15 % restante se vierte directamente al río a lo largo de su curso. Una investigación realizada por Calvo y Polo (2017), que evaluó cuatro parámetros de este río, reveló que sus estándares de calidad superaban los valores límite establecidos.

Los tratamientos biológicos, en comparación con los físicos y los químicos, no requieren la adición de productos químicos ni generan altos costos de operación y mantenimiento. En su lugar, buscan una operación sencilla, con bajos requisitos y demanda energética reducida, así como eficiencia en la re-

moción de contaminantes de diversas fuentes. En la fitorremediación, el uso de especies macrófitas se ha convertido en un método altamente eficaz para degradar contaminantes orgánicos e inorgánicos (Dhir 2013). Las macrófitas acuáticas *Typha dominguensis* y *Scirpus californicus* han sido ampliamente estudiadas para la remoción de una variedad de contaminantes, demostrando una mayor capacidad en comparación con otras especies debido a su alto potencial rizorremediador para degradar contaminantes orgánicos e inorgánicos y acumular metales pesados en sus raíces y brotes (Vera et al. 2010, Bhatia y Goyal 2014, Di Luca et al. 2015, Cecilio 2016, Cuadrado et al. 2019).

La rizósfera de las macrófitas es el área del suelo que rodea las raíces, extendiéndose unos pocos milímetros desde la superficie del sistema radicular (McNear 2013). En este espacio, se lleva a cabo una actividad metabólica crucial, que implica un intercambio de nutrientes entre la atmósfera y el suelo, mediado por la interacción entre las plantas y varios microorganismos, como bacterias, actinomicetos y hongos (Pedraza et al. 2010), lo que da lugar a la rizodegradación (Dhir 2013).

En particular, las rizobacterias tienen la capacidad de establecerse y desarrollarse en las raíces de las plantas, compitiendo por los nutrientes exudados por estas últimas, lo que les permite sobrevivir en números suficientes y colonizar eficazmente las raíces (Ahemad y Kibret 2014). Según Salgado et al. (2015), destacan entre los agentes biológicos utilizados en la biorremediación debido a su capacidad para utilizar varios componentes de las aguas residuales como fuente de energía para su metabolismo. Diversos estudios que han empleado rizobacterias han demos-

trado su eficacia en la eliminación de contaminantes orgánicos e inorgánicos, como metales pesados y productos químicos, en el tratamiento de aguas residuales y suelos (Kristanti et al. 2012, Salgado et al. 2012, Paternina et al. 2017), utilizando mecanismos como la bioadsorción, bioacumulación y degradación (Damián y Juárez 2021).

El objetivo de esta investigación fue evaluar la capacidad de reducción de la demanda química de oxígeno (DQO) por parte de rizobacterias de dos especies de macrófitas, *Scirpus californicus* y *Typha dominguensis*, en aguas residuales, y recomendar su uso como método de tratamiento biológico para eliminar materia orgánica de aguas residuales urbanas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Extracción de suelo rizosférico de *Scirpus californicus* y *Typha dominguensis*

Para la extracción del suelo rizosférico en ambas especies de totora, se llevó a cabo un proceso que comenzó con la identificación de zonas representativas de su ubicación. Este paso se basó en consideraciones como la presencia de contaminación en el área, el nivel de eutrofización del sitio, la abundancia de vegetación y la accesibilidad. En el humedal Lucre-Huacarpay, ubicado en el distrito de Quispicanchis, región del Cusco, se delimitaron cuatro sitios específicos, los cuales se detallan en el (Cuadro I), con sus coordenadas del sistema universal transversal de Mercator (UTM) correspondientes en la zona 19S.

CUADRO I. COORDENADAS GEOGRÁFICAS DE LOS PUNTOS DE EXTRACCIÓN DE LA RIZÓSFERA DE TOTORA.

Punto de extracción	X	Y
1	205505.00	8493050.90
2	205634.60	8492222.00
3	203468.70	8492228.40
4	203467.70	8492320.70

En cada punto de extracción se procedió a recolectar cinco ejemplares de *Typha dominguensis* (TD) y cinco de *Scirpus californicus* (SC), los cuales se encontraban en fase de floración (maduración). De cada ejemplar recolectado se tomaron muestras de raíz y suelo rizosférico, siguiendo el protocolo establecido por Muratova et al. (2003). Este protocolo especifica que las raíces deben recolectarse a una

profundidad del suelo de aproximadamente entre 10 y 20 cm y que se debe eliminar el exceso de suelo adherido a las raíces, dejando un espesor de suelo de 2 a 3 mm. Posteriormente, las muestras fueron preservadas en viales con agua peptona al 10 % para su procesamiento.

Cultivo de rizobacterias

Se cultivaron por separado las rizobacterias de SC y TD. Siguiendo el protocolo descrito por Muratova et al. (2003) se introdujo la muestra de raíz con suelo de rizósfera adherida en un matraz con 100 mL de agua estéril, que se colocó en un agitador electromagnético durante 30 min. Luego se retiraron las raíces para permitir la sedimentación de las partículas del suelo. Con esta suspensión, se preparó un intervalo de diluciones seriadas de 10^{-1} a 10^{-4} para aislar los microorganismos presentes en la rizósfera. Cada dilución seriada se sembró con espátula en cajas de Petri que contenían agar nutritivo y se incubaron a 28 °C durante 72 h.

Caracterización macroscópica y microscópica

Se seleccionaron las placas representativas en las cuales el número de unidades formadoras de colonias (UFC) oscilara entre 30 y 300, con el fin de observar claramente las características de la morfología colonial, como tamaño, color y forma. Las características microscópicas de las bacterias aisladas se determinaron mediante la técnica de tinción de Gram.

Cultivo de bacterias en caldo nutritivo

El cultivo de rizobacterias de las especies SC y TD se realizó de manera individualizada. Se seleccionaron las colonias más representativas en cuanto a forma, tamaño y distribución, con un diámetro aproximado de 8 a 15 mm. Estas colonias se cultivaron en tubos de ensayo con 5 mL de caldo nutritivo (que contenía peptona 5 g/L, cloruro de sodio 5 g/L, peptona B HM 1.50 g/L y extracto de levadura 1.50 g/L), y se incubaron a 28 °C durante 10 días para obtener biomasa bacteriana.

Extracción de la muestra de agua residual

La muestra de agua residual fue obtenida de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) San Jerónimo, ubicada en el distrito de San Jerónimo, provincia del Cusco. La muestra se recolectó antes de que ingresara a la unidad de desarenación aireada, donde la carga orgánica es más alta. Se extrajo un volumen de muestra de agua residual de 3 L, siguiendo el protocolo de monitoreo de aguas residuales establecido por la ANA en 2016.

Medición de la demanda química de oxígeno (DQO) y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

Para medir la DQO, se empleó el método de reflujo cerrado colorimétrico utilizando un fotómetro de luz, mientras que para determinar la DBO se utilizó el método OxiTop (APHA 2017).

El método de reflujo cerrado colorimétrico implicó la adición de ácido sulfúrico y dicromato de potasio al agua residual, seguido de su introducción en un digestor de DQO a 165 °C durante 10 min. Una vez finalizado el proceso, la mezcla se transfirió a celdas de análisis que se insertaron en el fotómetro de luz para la determinación de la DQO.

En el método OxiTop, la muestra de agua residual se dispuso en un frasco cerrado al que se agregaron dos gotas de sustancia inhibidora y se colocaron perlas de NaOH en el tapón del frasco. El frasco se cerró con un cabezal de medición que registró los valores diarios de DBO y al finalizar los cinco días de incubación se revisaron los datos almacenados.

Los valores iniciales de DQO (820.98 mg/L) y DBO (820.98 mg/L) en el agua residual no tratada permitieron calcular el índice de biodegradabilidad según la siguiente relación:

$$IB = DBO_5 / DQO$$

El valor obtenido fue de 0.67. De acuerdo con los criterios de biodegradabilidad, este valor indica que el agua residual es altamente biodegradable, lo que hace viable el uso de sistemas biológicos para su tratamiento (Hernández et al. 2004).

Inoculación de rizobacterias en la muestra de agua residual

El tratamiento se llevó a cabo de manera independiente para cada una de las especies (SC y TD). Se inoculó un volumen específico de las rizobacterias cultivadas en 100 mL de agua residual con el propósito de evaluar su eficacia en condiciones variables, tales como dosis de inoculación (1 y 2 % v/v), temperatura (20 y 30 °C) y tiempos de incubación (tres y cinco días).

El volumen de soluto (V_{sto}) que representa la biomasa de bacterias rizosféricas que ingresó a las muestras de agua residual de 100 mL, se calculó utilizando la siguiente ecuación considerando las diferentes dosis (1 % v/v, 1.5 % v/v y 2 % v/v):

$$V_{sto} = (\%v/v * V_{sol}) / 100$$

Se realizaron inoculaciones de 1, 1.5 y 2 mL de soluto en las muestras de agua residual correspondientes.

Para compensar posibles pérdidas debidas a la adaptabilidad de las bacterias rizosféricas al nuevo medio, se incrementó en 0.2 mL por cada mL de soluto inoculado, lo que resultó en 1.2, 1.8 y 2.4 mL del volumen del inóculo empleado.

Los valores de los factores se combinaron entre sí, creando un total de ocho combinaciones o tratamientos con rizobacterias de TD y ocho con rizobacterias de SC. Los tratamientos se codificaron de la siguiente manera para los tratamientos con rizobacterias de TD:

TDT1 (1 %v/v, 3 días, 20 °C)
TDT2 (2 %v/v, 3 días, 20 °C)
TDT3 (1 %v/v, 5 días, 20 °C)
TDT4 (2 %v/v, 5 días, 20 °C)
TDT5 (1 %v/v, 3 días, 30 °C)
TDT6 (2 %v/v, 3 días, 30 °C)
TDT7 (1 %v/v, 5 días, 30 °C)
TDT8 (2 %v/v, 5 días, 30 °C)

Para los tratamientos con rizobacterias de SC:

SCT1 (1 %v/v, 3 días, 20 °C)
SCT2 (2 %v/v, 3 días, 20 °C)
SCT3 (1 %v/v, 5 días, 20 °C)
SCT4 (2 %v/v, 5 días, 20 °C)
SCT5 (1 %v/v, 3 días, 30 °C)
SCT6 (2 %v/v, 3 días, 30 °C)
SCT7 (1 %v/v, 5 días, 20 °C)
SCT8 (2 %v/v, 5 días, 30 °C).

Determinación de la reducción de DQO

Para determinar la reducción de la DQO en las muestras de agua residual después de aplicar los tratamientos, cada muestra de agua fue centrifugada a 4000 rpm durante 10 min para separar el agua residual de la biomasa. Este paso se realizó como medida de control para garantizar que los resultados de la medición por fotometría de luz no se vieran afectados. La concentración de la DQO se determinó utilizando el método de reflujo cerrado colorimétrico.

Análisis estadístico

Los datos fueron procesados utilizando un diseño factorial completo de 2³ con puntos centrales. Este diseño implica considerar tres factores: dosis de inoculación, tiempo de incubación y temperatura, cada uno con dos niveles. El nivel medio, denominado punto central, representa el valor promedio de esos dos niveles para cada factor.

Para la dosis de inoculación, el punto central es 1.5 % v/v; para el tiempo de incubación, son cuatro días; y para la temperatura, es 25 °C. La inclusión del

punto central incrementó el número de tratamientos de 8 a 11, ya que este fue replicado tres veces. Este procedimiento se llevó a cabo para ambas especies, lo que dio un total de 22 tratamientos ejecutados.

Los resultados fueron interpretados mediante el análisis de varianza (Andeva), diagrama de Pareto y gráficos de efectos principales y de interacción utilizando el programa Statgraphics, aplicados a cada especie por separado. Los coeficientes de determinación R^2 fueron mayores al 95 %, lo que indica una buena asociación lineal entre las variables; es decir, el modelo estadístico utilizado se ajusta perfectamente a los resultados de la investigación.

RESULTADOS

Caracterización de las rizobacterias

Se obtuvieron diversas colonias bacterianas de la rizósfera de *Scirpus californicus* y *Typha domingensis*. Los análisis microscópicos revelaron la presencia de bacilos y bacilos en cadena Gram+, bacilos fusiformes Gram+ y Gram-, bacilos curvos Gram+ y Gram-, cocobacilos Gram-, cocos y diplococos Gram+. Se observó una predominancia de bacterias con morfología bacilar, coincidiendo con resultados previos de otros estudios, presentando características morfológicas particulares de microorganismos de la rizósfera (Pandey y Palni 1997, Prashar et al. 2014, Majeed et al. 2015). Estos resultados indican una variabilidad en cuanto a morfología y tinción de Gram, lo que sugiere una diversidad microbiana con diversas categorías funcionales relacionadas con la diversidad fisiológica y ecológica (Madigan et al. 2015). Estos hallazgos evidenciaron similitudes en las rizobacterias presentes en las dos especies de totoras.

Reducción de la DQO del agua residual urbana por rizobacterias

Los resultados del porcentaje de reducción del parámetro evaluado mostraron variabilidad según tres factores clave: dosis de inoculación, tiempo de contacto y temperatura. La **figura 1** ilustra las tendencias y diferencias observadas con cada tratamiento aplicado. Se destaca que los valores más altos de remoción de materia orgánica se lograron a una temperatura de 20 °C, mientras que la menor eficacia se registró a 30 °C. Al comparar los tratamientos, se observa que los factores de dosis, tiempo de inoculación y temperatura desempeñan roles determinantes, siendo algunos más influyentes que otros en la remoción de materia orgánica del medio.

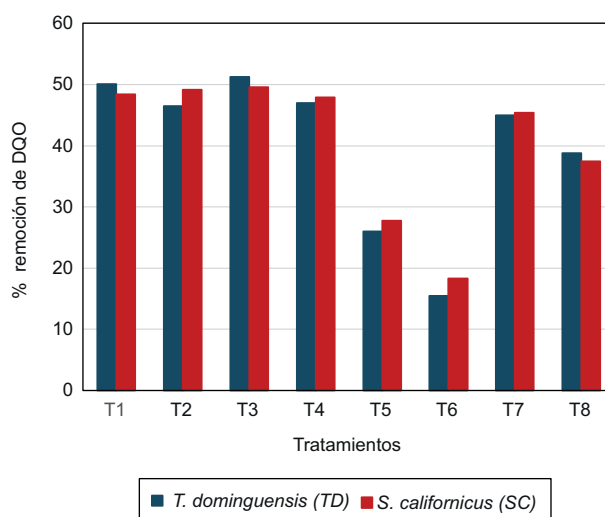


Fig. 1. Variabilidad porcentual en la disminución de la demanda química de oxígeno (DQO) en función de cada tratamiento aplicado con rizobacterias: T1 (1 %v/v, 3 días, 20 °C), T2 (2 %v/v, 3 días, 20 °C), T3 (1 %v/v, 5 días, 20 °C), T4 (2 %v/v, 5 días, 20 °C), T5 (1 %v/v, 3 días, 30 °C), T6 (2 %v/v, 3 días, 30 °C), T7 (1 %v/v, 5 días, 30 °C), T8 (2 %v/v, 5 días, 30 °C).

Los niveles de remoción obtenidos con ambas rizobacterias, *Scirpus californicus* y *Typha domingensis*, fueron similares. Se alcanzaron valores máximos del 49.58 % y 51.24 % respectivamente, destacando que estos valores se obtuvieron con los tratamientos SCT3 y TDT3. Los valores mínimos alcanzados fueron del 18.33 % y 15.49 % respectivamente, utilizando los tratamientos SCT6 y TDT6.

En el análisis efectuado se evidenció que el tiempo de contacto (B), la temperatura (C) y la interacción entre ambos factores (BC) resaltan de manera significativa en cuanto a su importancia y efecto sobre la variable respuesta. Estos factores sobrepasaron el umbral establecido en el diagrama de Pareto (**Fig. 2**), lo que confirma su relevancia en el proceso de eliminación de materia orgánica del agua residual. En contraposición, el factor A y las interacciones AC, ABC y AB, independientemente de su contribución positiva o negativa, no demostraron una influencia significativa en la remoción de la materia orgánica.

Por consiguiente, se concluye que los factores B, C y su interacción BC son los más relevantes en los tratamientos examinados, destacando la necesidad de enfocar particular atención en la evaluación de los resultados.

La evaluación de la influencia de cada factor sobre la disminución de la DQO (**Fig. 3**) reveló que al aumentar la dosis de inoculación de rizobacterias del

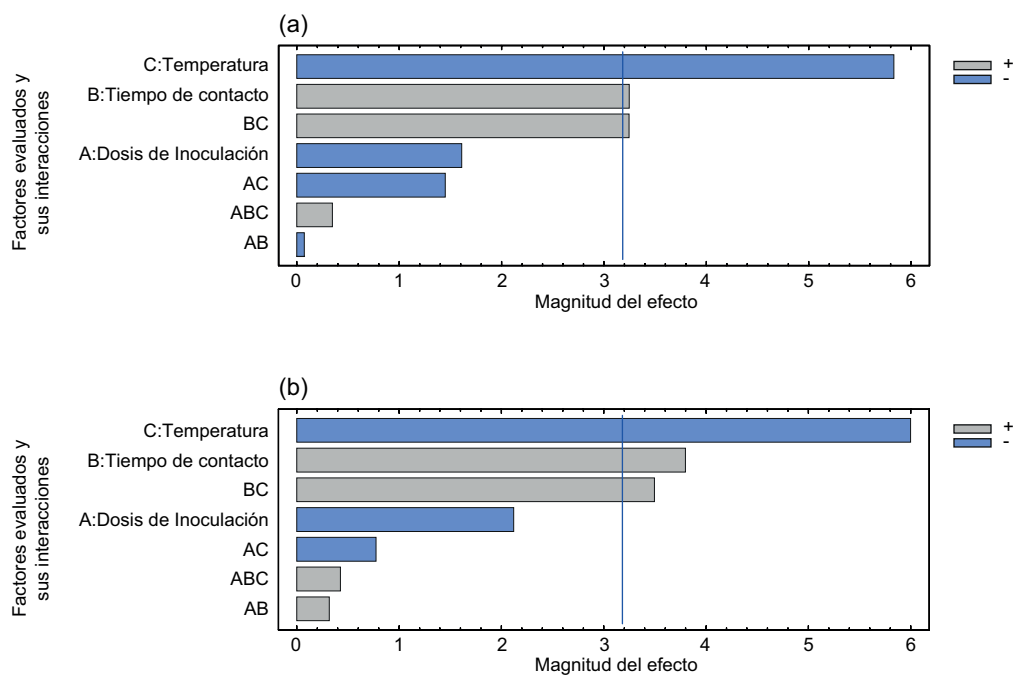


Fig. 2. Diagrama de Pareto para la disminución de la demanda química de oxígeno (DQO) por rizobacterias de *Scirpus californicus* (a) y *Typha dominguensis* (b). Magnitud del efecto de los factores evaluados y sus interacciones: BC) tiempo de contacto con temperatura, AC) dosis de inoculación con temperatura, AB) dosis de inoculación con tiempo de contacto, y ABC) interacción entre los tres factores dosis de inoculación, tiempo de contacto, y temperatura. La línea de significancia trazada indica el punto a partir del cual los factores son considerados significativos en su impacto sobre la variable de respuesta.

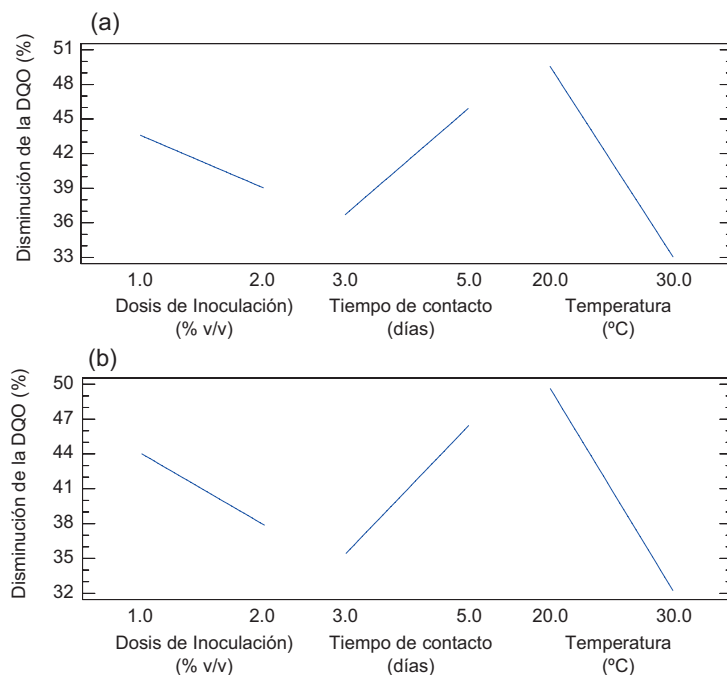


Fig. 3. Gráfica de efectos principales para la disminución de la demanda química de oxígeno (DQO) por acción de *Scirpus californicus* (a) y *Typha dominguensis* (b). Las líneas indican la variación en el porcentaje de remoción de la materia orgánica para dos valores diferentes de cada factor evaluado.

1 al 2 % v/v, se observó una tendencia decreciente en la eficacia de este tratamiento. Aunque la pendiente negativa en el gráfico sugiere una disminución en los porcentajes de reducción de la DQO, esta diferencia no alcanzó significancia estadística. Este hallazgo sugiere que, dentro del rango de dosis evaluado, la dosis de inoculación no influye de manera determinante en la optimización de la reducción de la DQO.

Por otro lado, se observó una correlación significativa y positiva entre el tiempo de contacto y la reducción de la DQO. Este resultado indica que prolongar el tiempo de contacto entre las rizobacterias y el agua residual es un factor crucial en la optimización del proceso de tratamiento.

En cuanto a la temperatura, se identificó una pendiente negativa pronunciada, lo que sugiere que un aumento en la temperatura tiene un efecto adverso en la eficiencia del proceso. Este descenso marcado en el porcentaje de reducción de la DQO al elevar la temperatura resalta la sensibilidad del proceso biológico a las variaciones en las condiciones térmicas.

En el análisis de las interacciones entre dos factores simultáneamente (**Fig. 4**), se observaron resultados

significativos. La primera interacción entre dosis de inoculación y tiempo de contacto (AB) no demostró significancia, lo que sugiere que no hay una dependencia mutua para lograr una eficaz reducción de la DQO en el agua residual. Este hallazgo indica que el factor B, tiempo de contacto, tiene la capacidad de variar significativamente los porcentajes de reducción del parámetro por sí solo, independientemente de la influencia de la dosis de inoculación.

En cuanto a la segunda interacción, dosis y temperatura (AC), se observó una disminución en los porcentajes de reducción de la DQO al interactuar con niveles altos de ambos factores. Aunque se ha confirmado previamente que una temperatura de 30 °C provoca una disminución en los porcentajes de reducción del parámetro, esta disminución fue aún más pronunciada cuando esta temperatura interactuó con una dosis más elevada de rizobacterias (2 % v/v). Sin embargo, no se observaron diferencias significativas en los resultados al interactuar con las dosis de 1 y 2 % v/v a una temperatura de 20 °C.

Respecto a la tercera interacción, tiempo con temperatura (BC), se evidenció que el nivel alto del

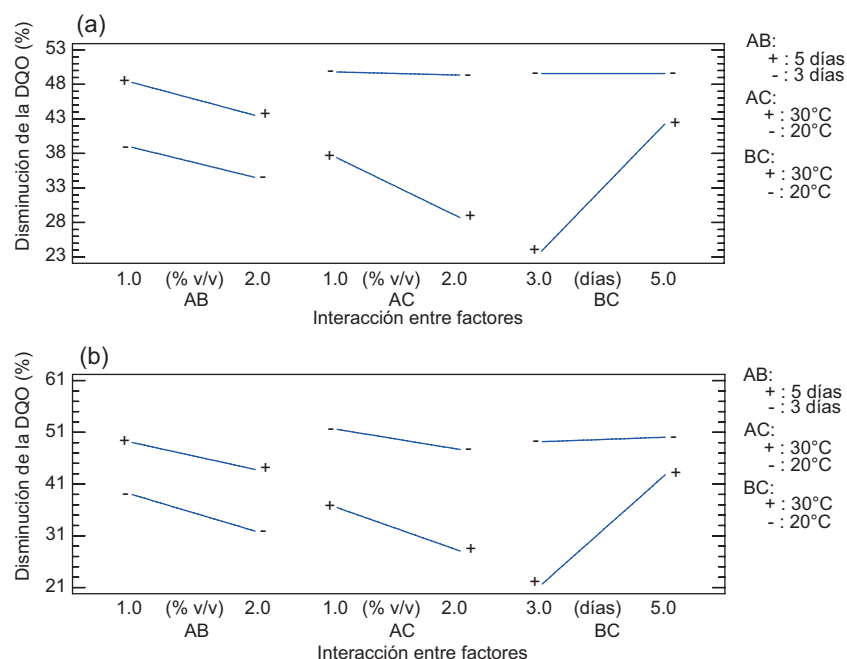


Fig. 4. Gráfica de interacción para la disminución de la demanda química de oxígeno (DQO) por acción de *Scirpus californicus* (a) y *Typha domingensis* (b). Evaluación de la interacción entre dos valores de cada factor: AB) interacción entre valores de dosis de inoculación con tiempo de contacto, AC) interacción entre valores de dosis de inoculación con temperatura, y BC) los valores de tiempo de contacto interactúan con los valores de temperatura. Las líneas representan la variación en el porcentaje de remoción de la materia orgánica para dos valores diferentes de cada factor.

CUADRO II. PORCENTAJES DE REDUCCIÓN DE LA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO) POR ACCIÓN DE RIZOBACTERIAS.

Tipo	Dosis de inoculación	Tiempo de contacto	Temperatura	% Reducción
Rizobacterias de <i>Typha dominguensis</i>	1 %v/v	5 días	30°C	70.8
	2 %v/v	5 días	30°C	69.9
Rizobacterias de <i>Scirpus californicus</i>	1 %v/v	5 días	30°C	70.5
	2 %v/v	5 días	30°C	69.9

factor temperatura (30 °C) y el nivel alto del tiempo de contacto (cinco días) influyen positiva y considerablemente en los porcentajes de reducción de la DQO. De esta observación se deduce que a temperaturas más elevadas se hace necesario un mayor tiempo de contacto entre las rizobacterias y el agua residual para lograr resultados óptimos en la remoción de la materia orgánica.

En los dos tratamientos con rizobacterias aisladas de SC y TD, se observó una marcada similitud en el comportamiento de los factores y sus interacciones en la disminución de la DQO del agua residual. Ambos estudios lograron alcanzar valores porcentuales muy similares, lo que evidencia una coherencia notable en los resultados obtenidos.

La reducción del contaminante orgánico alcanzó un máximo del 51.24 %. Es importante destacar que los efluentes urbanos pueden contener una variedad de componentes, como aguas residuales blancas, negras, grises, industriales, domésticas y escorrentías agrícolas, lo que resulta en una composición muy diversa. Esta incluye materia orgánica de origen fecal, surfactantes, grasas y aceites, sales solubles, agentes complejantes, metales pesados disueltos, sólidos en suspensión, entre otros (Ramalho 1996, Domènech y Peral 2012, Trapote 2013).

Reducción de la DBO

La disminución de la DQO en el medio conlleva consistentemente a una reducción en los niveles de la DBO. Los resultados de la reducción de la DBO, evaluados con dosis del 1 y 2 % v/v, a una temperatura de 30 °C y un período de contacto de cinco días revelan que en ambos casos se logra superar el 65 % de reducción (**Cuadro II**).

Las rizobacterias asociadas a SC y TD exhibieron una eficacia notable en la remoción de contaminantes, logrando una disminución mínima del 69.9 % en ambos casos. Se observaron valores máximos de reducción del 70.5 % para SC y del 70.8 % para TD. Estos niveles óptimos se alcanzaron utilizando

una dosis de 1 % v/v y un tiempo de contacto de cinco días.

DISCUSIÓN

La evaluación del comportamiento de los factores estudiados (tiempo, dosis y temperatura) en relación con la disminución de la DQO en aguas residuales no arroja resultados uniformes en todas las investigaciones, lo cual puede atribuirse a la procedencia de los microorganismos encargados de llevar a cabo el proceso de depuración. En un estudio realizado por Salgado en 2012, utilizado como punto de referencia, se utilizaron bacterias rizosféricas de *T. dominguensis* para la disminución de la DQO en aguas residuales sintéticas. Los consorcios bacterianos formados mostraron niveles de remoción superiores al 50 % utilizando una dosis del 1 % v/v a 30 °C. En contraste, en nuestra investigación, al utilizar una temperatura más baja (20 °C), se logra una disminución del 51.24 % de la DQO con rizobacterias de *T. dominguensis* y del 49.58 % con las de *S. californicus*, ambas a una dosis del 1 % v/v al quinto día. Estos resultados sugieren que las rizobacterias de ambas especies no requieren temperaturas elevadas para manifestar su eficiencia. En regiones con climas cálidos, estas bacterias podrían no alcanzar tasas de remoción tan elevadas. No obstante, bajo condiciones controladas, es posible obtener resultados satisfactorios en la remoción de materia orgánica.

El tiempo de contacto de los microorganismos con el agua residual reveló una eficiencia notable en un breve período de cinco días, logrando una reducción del 51.24 % (dosis del 1 % v/v) y 47.03 % (dosis del 2 % v/v) en TD, así como del 49.58 % (dosis del 1 % v/v) y 47.94 % (dosis del 2 % v/v) en SC. Al utilizar microorganismos eficientes en efluentes domésticos, conforme al trabajo de Canales y Sevilla (2016), se obtuvo una remoción del 33.3 % a los 15 días, del 50 % a los 30 días y del 68.10 % a los 45 días. Esto

evidencia que el tratamiento con microorganismos eficientes demanda un periodo más prolongado para demostrar su eficacia. Ante ello se establece que las rizobacterias de SC y TD tienen una alta capacidad para disminuir las concentraciones de materia orgánica presentes en el agua residual en un periodo relativamente breve.

En un estudio realizado por Robles (2019), donde se emplearon microorganismos eficientes en muestras de agua residual, se observó que a los tres días la remoción no superó el 45 %, alcanzando el 60 % de remoción al quinto día con la dosis más alta. Sus resultados sugieren que, en términos de inoculación, la dosis alta de microorganismos eficientes fue la más efectiva en la remoción de contaminantes. Por otro lado, con las rizobacterias, la dosis más baja demostró ser más efectiva en el tratamiento.

Fito y Alemu (2019), utilizando un tratamiento combinado de consorcios de microalgas y bacterias nativas propias de las aguas residuales, lograron una disminución máxima de la DQO del 84 % y de DBO₅ del 85 % en aguas residuales municipales con tratamiento primario, mientras que el tratamiento independiente con bacterias redujo la DQO en un 44 % y la DBO₅ en un 52 %. Por otro lado, Shen et al. (2017), utilizando microalgas-bacterias co inmovilizadas, alcanzaron un rendimiento de disminución del DQO del 97 % en agua residual sintética. Aunque estos valores superan los obtenidos en el presente estudio, es importante destacar que las rizobacterias evaluadas lograron una remoción superior al 50 % sin la necesidad de asociarse o realizar simbiosis con otros microorganismos, resaltando así su potencial en la depuración de aguas residuales. Además, los tratamientos fueron ejecutados en muestras de agua residual urbana que únicamente habían pasado por el tratamiento preliminar (cribado), sin experimentar tratamientos primarios.

Estos hallazgos son relevantes desde el punto de vista de la aplicación práctica de esta tecnología en el tratamiento de aguas residuales. La capacidad de lograr una reducción significativa de la DQO en tan solo cinco días es prometedora para la implementación de sistemas de tratamiento más eficientes y rápidos. Además, esta eficiencia se mantuvo incluso a temperaturas más bajas en comparación con estudios anteriores, lo que sugiere una mayor versatilidad y aplicabilidad de estos microorganismos en una variedad de condiciones ambientales.

Este hecho destaca la viabilidad de emplear e integrar esta tecnología en sistemas de depuración de aguas residuales, tanto en entornos rurales como urbanos, pudiendo aplicarse al tratamiento de aguas

residuales reales de origen urbano en países europeos, siempre y cuando los efluentes cumplan con las características de biodegradabilidad. Sin embargo, para corroborar que se obtengan resultados similares a escala real, se requiere la realización de investigaciones adicionales que consideren otros factores, tales como el clima, la densidad poblacional, la radiación y las características físicas, químicas y biológicas del efluente, entre otros.

CONCLUSIÓN

Se ha demostrado la eficiencia de las rizobacterias en la disminución de la DQO en aguas residuales urbanas, mediante la aplicación de una dosis del 1 % v/v de rizobacterias, un tiempo de contacto de cinco días y una temperatura de 20 °C. Estos parámetros condujeron a porcentajes de reducción significativos del 49.58 % con las rizobacterias de *Scirpus californicus* y del 51.24 % con las rizobacterias de *Typha domingensis*. Estos hallazgos no solo demuestran el potencial de estas rizobacterias en la depuración de aguas residuales, sino que también contribuyen significativamente al desarrollo de alternativas sostenibles y económicamente accesibles para la descontaminación del agua.

Conflicto de intereses

Los autores declaran que no existe ningún conflicto de intereses.

REFERENCIAS

- Ahemad M. y Kibret M. (2014). Mechanisms and applications of plant growth promoting rhizobacteria: Current perspective. *Journal of King Saud University – Science* 26 (1), 1-20. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2013.05.001>
- APHA (2017). Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association. 23a. ed., Washington, D.C., EUA, 1545 pp.
- ANA (2016). Protocolo nacional para el monitoreo de la calidad de los recursos hídricos superficiales. Autoridad Nacional del Agua. Lima, Perú, 92 pp.
- Aquino P. y DAR (2017). Calidad del agua en el Perú. Retos y aportes para una gestión sostenible en aguas residuales. *Derecho Ambiente y Recursos Naturales*. Lima, Perú, 136 pp.
- Bhatia M. y Goyal D. (2014). Analyzing remediation potential of wastewater through wetland plants: A review. *Environmental Progress and Sustainable Energy* 33 (1), 11-27. <https://doi.org/10.1002/ep.11822>

- Calvo J. y Polo Z. (2017). Evaluación de la contaminación del río Huatanay-provincia de Cusco y Quispicanchi. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional San Antonio Abad del Cusco. Cusco, Perú, 211 pp.
- Canales H. y Sevilla A. (2016). Evaluación del uso de microorganismos eficaces en el tratamiento de efluentes domésticos residuales del distrito de Pátapo. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ingeniería Química e Industrias Alimentarias, Universidad Nacional Pedro Ruiz Gallo. Lambayeque, Perú, 166 pp.
- Cecilio Y. (2016). Remoción de materia orgánica, influenciada por la macrófita *Scirpus californicus*, en humedales artificiales subsuperficiales. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional de Ingeniería. Lima, Perú, 59 pp.
- Cuadrado W., Custodio M., Espinoza C., Vicuña C. y Uribe M. (2019). Capacity of absorption and removal of heavy metals from *Scirpus californicus* and its potential use in the remediation of polluted aquatic environment. Open Journal of Marine Science 9 (2), 74-85. <https://doi.org/10.4236/ojms.2019.92006>
- Damián A. y Juárez J.J. (2021). Potencial biotecnológico de bacterias rizosféricas. Jóvenes en la Ciencia 12, 1-4.
- Dhir B. (2013). Phytoremediation: Role of aquatic plants in environmental clean-up. Springer New Delhi, Nueva Delhi, India, 111 pp. <https://doi.org/10.1007/978-81-322-1307-9>
- Di Luca G.A., Maine M.A., Mufarrije M.M., Hadad H.R. y Bonetto C.A. (2015). Influence of *Typha domingensis* in the removal of high P concentrations from water. Chemosphere 138, 405-411. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.06.068>
- Domènech X. y Peral J. (2012). Química ambiental de sistemas terrestres. Reverté, Barcelona, España, 256 pp.
- Fito J. y Alemu K. (2019). Microalgae-bacteria consortium treatment technology for municipal wastewater management. Nanotechnology for Environmental Engineering 4 (4), 1-9. <https://doi.org/10.1007/s41204-018-0050-2>
- Hernández A., Hernández A. y Galán P. (2004). Manual de depuración uralita. Sistemas para depuración de aguas residuales en núcleos de hasta 20 000 habitantes. 3a. ed., Thomson Paraninfo, Madrid, España, 429 pp.
- INEI (2022). Perú: anuario de estadísticas ambientales 2022. Instituto Nacional de Estadística e Informática. Lima, Perú, 557 pp.
- Kristanti R., Kanbe M., Toyama T., Tanaka Y., Tang Y., Wu X. y Mori K. (2012). Accelerated biodegradation of nitrophenols in the rhizosphere of *Spirodela polyrrhiza*. Journal of Environmental Sciences 24 (5), 800-807. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(11\)60839-5](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(11)60839-5)
- Madigan M. T., Martinko J. M., Stahl D. A., Bender K. S. y Buckley D. H. (2015). Diversidad funcional en bacteria. En: Brock. Biología de los microorganismos. 14va ed., Pearson, Madrid, España, pp. 461-509.
- Majeed A., Abbasi M.K., Hameed S., Imran A. y Rahim N. (2015). Isolation and characterization of plant growth-promoting rhizobacteria from wheat rhizosphere and their effect on plant growth promotion. Frontiers in Microbiology 6 (198), 1-10. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.00198>
- McNear Jr. D.H. (2013). The rhizosphere - roots, soil and everything in between. Nature Education Knowledge 4 (3), 1-15.
- Muratova A., Hübner Th., Tischer S., Turkovskaya O., Möder M. y Kusch P. (2003). Plant-rhizosphere-microflora association during phytoremediation of PAH-contaminated soil. International Journal of Phytoremediation 5 (2), 137-151. <https://doi.org/10.1080/713610176>
- Pandey A., Palni L. M. S. (1997). Bacillus species: The dominant bacteria of the rhizosphere of established tea bushes. Microbiological Research 152 (4), 359-365. [https://doi.org/10.1016/S0944-5013\(97\)80052-3](https://doi.org/10.1016/S0944-5013(97)80052-3)
- Paternina H., Pérez C. y Vitola R. (2017). Presencia de bacterias rizosféricas resistentes a mercurio en suelos del sur de Bolívar, Colombia. Revista Colombiana de Ciencia Animal 9 (2), 301-310. <https://doi.org/10.24188/recia.v9.n2.2017.612>
- Pedraza R.O., Teixeira K.R., Fernández-Scavino A., García de Salamone I., Baca B.E., Azcón R., Baldani V.L. y Bonilla R. (2010). Microorganismos que mejoran el crecimiento de las plantas y la calidad de los suelos. Revisión. Ciencia y Tecnología Agropecuaria 11 (2), 155-164. https://doi.org/10.21930/rcta.vol11_num2_art:206
- Prashar P., Kapoor N. y Sachdeva S. (2014). Rhizosphere: Its structure, bacterial diversity and significance. Reviews in Environmental Science and Biotechnology 13, 63-77. <https://doi.org/10.1007/s11157-013-9317-z>
- Ramallo R. (1996). Tratamiento de aguas residuales. Editorial Reverté S.A., Barcelona, España, 705 pp.
- Robles F. (2019). Influencia de la concentración de microorganismos eficaces y el tiempo de retención hidráulico en la remoción de materia orgánica del agua residual del distrito de Sapallanga. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Centro del Perú. Huancayo, Perú, 75 pp.
- Salgado I., Durán C., Cruz M., Carballo M. y Martínez A. (2012). Bacterias rizosféricas con potencialidades fisiológicas para eliminar materia orgánica de aguas residuales. Revista Internacional de Contaminación Ambiental 28 (1), 17-26.

- Salgado I., Pérez J., Carballo M., Martínez A. y Cruz M. (2015). Aplicación de rizobacterias en la biorremediación del cromo hexavalente presente en aguas residuales. *Revista Cubana de Ciencias Biológicas* 4 (2), 20-34.
- Shen Y., Jingqing G. y Linshuai L. (2017). Municipal wastewater treatment via co-immobilized microalgal-bacterial symbiosis: Microorganism growth and nutrients removal. *Bioresource Technology* 243, 905-913. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.041>
- SUNASS (2019). Estudio tarifario SedaCusco S.A. 2019-2024. Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento. Cusco, Perú, 296 pp.
- Trapote A. (2013). Infraestructuras hidráulico-sanitarias II. Saneamiento y drenaje urbano. 2a. ed., Universidad de Alicante, Alicante, España, 320 pp.
- Vera A., Andrade C., Flores E., Nuñez M., Cárdenas C. y Morales E. (2010). Removal of nutrients and organic matter in a constructed wetland, in function of the development of the macrophyte *Typha dominguensis* Pers. *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia* 23 (2), 153-163.
- WWAP (2017). Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos 2017. Aguas residuales: el recurso desaprovechado. World Water Assessment Programme. París, Francia, 202 pp.